第46卷 第1期
2023年1月

干旱区地理
ARID LAND GEOGRAPHY

Vol. 46 No. 1
Jan. 2023



# 宁夏沿黄绿洲景观多样性时空变化与尺度依赖性

董春媛[1]， 黄海涛[2]， 乔荣荣[1]， 罗立辉[3]， 常学礼[1]

(1. 鲁东大学资源与环境工程学院,山东 烟台 264025; 2. 山东省烟台第五中学,山东 烟台 264025;
3. 中国科学院西北生态环境资源研究院,甘肃 兰州 730000)

**摘 要**：景观多样性指数(LDI)不仅是景观生态学研究中的一个重要指标,而且也是生物多样保护中的重要层次。基于土地利用栅格数据(30 m分辨率),在ArcMap环境中采用Neighborhood和Focal工具对宁夏沿黄绿洲LDI时空变化和尺度依赖特征进行了研究。结果表明:(1) 基本单元(正方形)边长90~6000 m 5个时期重复统计分析表明宁夏沿黄绿洲景观在空间上具有明显的尺度依赖特征,转折点在3000 m。(2) 近50 a来研究区LDI变化具有周期性,2000年是转折点。其中,1975—2000年LDI呈降低趋势,LDI分区分析显示以退化区斑块类型面积(CA)最大和好转区CA最小为主要特点,分别为6840 $km^2$和1332 $km^2$。2000—2020年LDI呈增加趋势,以稳定区CA最大和退化区CA最小为主要特点,分别为7848 $km^2$和792 $km^2$;由于此阶段初始LDI(2000年)最低,LDI后期好转程度没有达到前期水平。(3) LDI分级面积转换以前期好转区向后期稳定区流转(796 $km^2$,占好转区60.5%)和退化区分别向稳定区(3519 $km^2$,占退化区51.5%)、好转区(3036 $km^2$,占退化区44.4%)流转为主要特征。(4) 景观多样性变化格局以CA与相对分裂度指数(RSI)呈负关联为特点,这种关系机制在不同时期和不同变化类型中具有普遍性。总的来看,在区域景观变化研究中确定分析指标在时空尺度上的变化转折点既是保障研究结果具有借鉴和共享的必要条件,也是区域景观多样性可视化表达与分析的基础。

**关 键 词**：景观多样性指数；景观格局；尺度效应；宁夏沿黄绿洲

**文章编号**：1000－6060(2023)01－0076－10(0076～0085)

景观过程是当前全球变化研究中一个主要视角,在经典(狭义)景观生态学中介于区域和生态系统之间,是受人类活动影响和自然条件限制的重要表达尺度[1-2]。景观过程包括了斑块类型组成、结构在时空尺度上的多维度变化[3-4]。这种变化在时间上依赖研究过程中时间序列长短和分析节点疏密[5],在空间上取决于研究单元空间构型(组成要素大小、数量、形状和空间距离)和景观要素表达的基本单元大小[6-7]。在度量景观变化中有许多数量化指数可用来描述景观特征[8-10],其中基于景观组成要素面积计算的指数(多样性和分裂度)采用频率最高,因为该类型指标是基于景观组成要素面积信息熵和面积与斑块数量集成来实现的[11]。进一步看,空间异质性(多样性)尺度依赖特征(阈值)是景观生态学研究必须首先了解的问题[5,12-13],因为在任何地区进行景观变化研究中,恰当的时空分析尺度判断是保障研究结果可靠的基础。在已有以水域分布为特点的巢湖和南四湖研究中,李莹莹等[14]和梁佳欣等[15]分别采用3 km×3 km和1 km×1 km的分析网格获得了较为合理的计算结果。杨庚等[16]在山西平朔矿区景观研究中,采用0.5 km×0.5 km分析网格获得较好的结果。毛忠超等[17]在对荒漠绿洲过渡带景观识别中采用1.5 m×1.5 km网格获得了较好的结果。而杨馗等[5]在重庆江津研究中发现了2个最佳分析尺度,分别为90 m和3 km。由此可以看出,无论是在景观相似(不同湖区)或相异区(湖区、矿

**收稿日期**：2022-04-19； **修订日期**：2022-05-17
**基金项目**：宁夏回族自治区重点研发计划(2021BEG02010);国家自然科学基金项目(41271193)资助
**作者简介**：董春媛(1997-),女,硕士研究生,主要从事生态遥感研究. E-mail: chunyuandong4325@163.com
**通讯作者**：常学礼(1963-),男,博士,教授,主要从事区域资源与环境、沙漠化防治等方面的研究. E-mail: xlchang@126.com

区和荒漠绿洲区），景观特征的空间尺度依赖规律都存在差异。同时，从景观特征时序变化趋势研究现状来看，目前对时间尺度上景观结构变化异质性考虑较少，多通过现有数据时间间隔分段分析比较，没有说明分段研究的合理性[12-13]。

此外，尺度效应还受到基础数据粒度（分辨率）和研究范围（研究区面积）的影响[9,18]，由于篇幅限制这部分内容将在后续研究中完成。总的来看，在已有景观格局研究中，建立在景观多样性尺度依赖特征基础上的时空格局变化研究相对较弱[12-18]。所以，在分析尺度阈值分析明晰基础上，深入分析景观多样性格局时空变化对更好理解景观多样性变化机制是一个重要补充。

宁夏沿黄绿洲处于干旱、半干旱交错带，属于典型人工绿洲。近几十年高速的城镇化和农田扩张过程导致域内各种景观要素转换强烈，景观结构在绿洲规模扩展、水资源消耗和生物多样性保护等方面扮演重要角色[19-20]。为了深入解析宁夏沿黄绿洲区景观变化机制，本文拟在分析阈值确认的前提下采用斑块类型面积（CA）、景观多样性指数（LDI）、最大斑块指数（LPI）和相对分裂度指数（RSI）进行景观变化分析。拟解决的科学问题是：(1) 宁夏沿黄绿洲景观多样性的尺度依赖特征；(2) 在分析阈值约束下景观多样性格局时空变化与流转特征。

## 1　研究区概况

宁夏沿黄绿洲（37°20′~39°20′N，105°00′~107°00′E）位于宁夏回族自治区北部，北起石嘴山、南止黄土高原、东到鄂尔多斯台地、西接贺兰山，面积约10831.3 km²（图1）。宁夏沿黄绿洲核心区是由黄河串联起来的卫宁灌域和银川灌域组成的人工绿洲区域，绿洲面积占总面积比例60%以上[21]。研究区内湖泊和湿地密布，人工灌渠纵横，主要有东干渠、西干渠、汉延渠、唐徕渠等。该区土壤以隐域性灌淤土和草甸土为主，天然植被以沿黄河分布的沙枣林和零散分布的灌丛湿地植被为主。主要植物物种有沙枣（*Elaeagnus angustifolia*）、枸杞（*Lycium chinense*）、柽柳（*Tamarix chinensis*）和芦苇（*Phragmites australis*）等[22]。该区是国家级沿黄经济区的核心地区，也是国家生态功能区划中的重点区域。

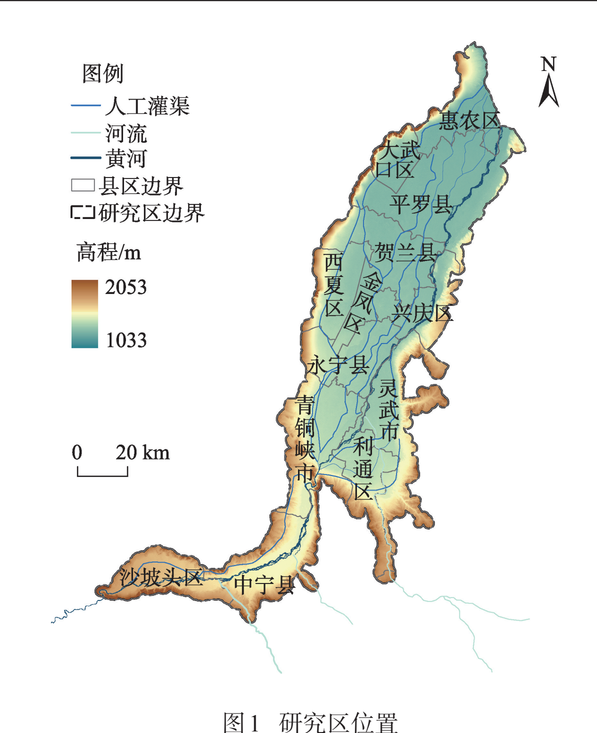



图1　研究区位置

Fig. 1　Location of the study area

## 2　数据与方法

### 2.1　数据来源

本研究分析年份选择1975、1987、2000、2010年和2020年。土地利用类型数据来源分别是中国科学院资源环境科学数据中心基于Landsat MSS、TM/ETM和Landsat 8卫星遥感数据解译的全国1980s以来的土地利用数据集（分辨率30 m×30 m），选取2000、2010年和2020年数据进行类型整合，分别为农田、乔木林地、灌木林地、草地、湿地、水体、人工地表和裸地8类[23]，总体解译精度（Kappa系数）为0.772[24]。1975年和1987年由课题组下载的Landsat MSS和TM遥感数据（https://earthexplorer.usgs.gov/），在遵循上述产品分类原则并参考上述数据集中1980年和1990年的数据，在宁夏农林科学院专家野外指导和回顾访问调查下解译完成。

### 2.2　研究方法

**2.2.1　研究区边界确定**　分别以卫宁灌域最高引水口（沙坡头引水枢纽）和银川灌域最高引水口（青铜峡引水枢纽）的高程为限定条件，在ArcGIS环境中用“con”命令对数字高程数据进行初级判定，这一过程生成的结果由多个图斑组成。其后以多年土地利用类型数据中的农田、湿地、水域等为辅助条件（缓冲源），在ArcGIS环境中用“buffer”命令进行正

负缓冲分析,最终形成宁夏绿洲区边界。

**2.2.2 景观指数** 本文选取斑块类型面积(CA)、最大斑块指数(LPI)、相对分裂度指数(RSI)和景观多样性指数(LDI)4个指标完成相关分析。

$LPI_j$为$j$类型中最大斑块占该类型的百分比(%),计算公式如下:

$$LPI_j = (A_{max}/CA_j) \times 100\% \tag{1}$$

式中:$A_{max}$为研究区或分析单元中第$j$类土地利用类型(或类型分级)中最大斑块的面积($km^2$);$CA_j$为研究区或分析单元中第$j$类土地利用类型(或类型分级)总面积($km^2$)

$RSI_j$为研究区中第$j$类土地利用类型(或类型分级)的修改分裂度,$RSI_j$的提出是为了强调原公式中存在的不同斑块(土地利用或其他分类)类型面积大小可比性未知而明确化的表述,变化在0~100%之间,$RSI_j$越大分裂度越大,反之亦然。计算公式如下:

$$RSI_j = 100 \times \left(SI_j/SI_{j\max}\right) \tag{2}$$

$$SI_j = CA_j^{\ 2}\Big/\left(\sum_{i=1}^{m}\sum_{j=1}^{n} CA_{ij}^2\right) \tag{3}$$

$$SI_{j\max} = \frac{CA_j^{\ 2}}{\left[\left(\dfrac{CA_j}{BA}\right) \times BA^2\right]} = CA_j/BA \tag{4}$$

式中:$SI_j$为McGarigal等[25]原始定义;$SI_{jmax}$表示$CA_j$由相互独立分布的栅格组成,拥有$j$类型最大的分裂度;$CA_j$为研究区或分析单元中第$j$类土地利用类型(或类型分级)面积($km^2$);BA为输入数据的基础栅格面积,在本文研究中为9 $km^2$(3000 m×3000 m);$i$为$j$类型中的斑块序列号。

借用植物多样性指数中Shannon-Weiner指数计算LDI,计算公式如下:

$$LDI = -\sum_{i=1}^{m} P_j \times \ln P_j \tag{5}$$

式中:$P_j$为$j$类土地利用类型(或类型分级)占分析单元总面积的比例(%);$i$为$j$类型中的斑块序列号。

**2.2.3 LDI分级** 本文采用基础土地利用数据分辨率为30 m,而且涉及到8类土地利用类型,故文中空间尺度确定从3×3个栅格(90 m×90 m)起始,确保最小分析尺度也有包含8种类型的保障。其后为减少计算量分别用10倍栅格递增梯度进行设计。具体为:90 m×90 m、300 m×300 m、600 m×600 m、900 m×900 m、1200 m×1200 m、1500 m×1500 m、3000 m×3000 m、4500 m×4500 m、6000 m×6000 m共9个梯度来确定。分析过程在ArcMap环境下采用邻域分析中block和focal命令分别对上述梯度对应单元中各土地利用类型的相对面积($P_i$)进行计算,然后导出属性表用式(4)完成最终计算。景观多样性格局分析是建立在分级基础上,分级原则采用均值标准差法[26],将分级间距分为4级(表1)。景观多样性典型时段变化采用不同年份景观多样级别相减来进行,若前一个年份减去后一个年份LDI增加(差值为正),则为好转区,反之(差值为负)为退化区,不变(差值为0)为稳定区。文中数据统计分析在SPSS中完成,显著性检查采用$F$检验,$P<0.01$为较显著,$P<0.001$为显著。

## 3 结果与分析

### 3.1 景观多样性时序变化与尺度效应

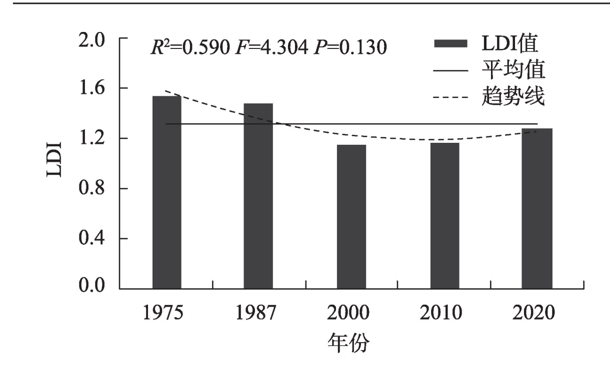
从1975、1987、2000、2010年和2020年研究区全域LDI变化来看(图2),2000年是LDI变化转折点,1975—2000年LDI呈下降趋势,由1.528减少到1.142;2000—2020年LDI变化呈增加趋势,由1.142增加到1.274。总体来看,研究区LDI变化呈倒抛物线下降趋势但不显著($P=0.130$,$R^2=0.590$),在2000年以后虽有增加但仍处在平均线之下。从LDI变化的尺度依赖特征来看,在分析的5个年份中都存在

表1 LDI分级

Tab. 1 Classification of LDI

| 分区 | 赋值 | 规则 | 阈值 |
|---|---|---|---|
| 低值区 | 1 | LDI≤平均值-标准差 | LDI≤0.4483 |
| 较低值区 | 2 | 平均值-标准差<LDI≤平均值 | 0.4483<LDI≤0.6346 |
| 较高值区 | 3 | 平均值<LDI≤平均值+标准差 | 0.6346<LDI≤0.8209 |
| 高值区 | 4 | LDI>平均值+标准差 | LDI>0.8209 |

注:LDI为景观多样性指数;研究时段内多年平均值为0.6346,标准差为0.1863。




注：LDI为景观多样性指数。下同。

图2 1975—2020年LDI变化

Fig. 2 Change of LDI from 1975 to 2020

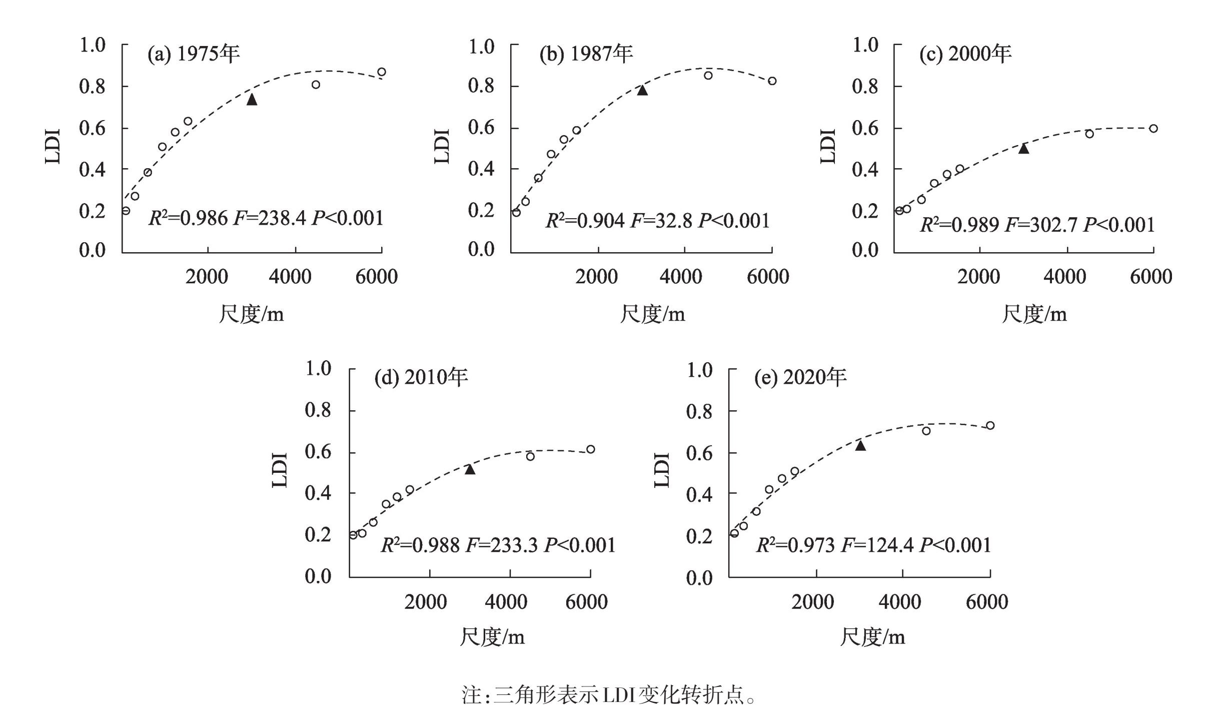
显著一元二次方变化规律且都达到显著水平($P$<0.001)。采用最大矩形(边长6000 m)捕捉到了LDI变化拐点，5个年份重复检查可以判定边长3000 m矩形处前后是研究区LDI变化转折点(图3)。当分析尺度小于阈值时，LDI增加非常陡峭，大于阈值时增加趋于平缓。所以，2000年是研究区景观多样性变化转折年，3000 m×3000 m的分析单元是研究区景观多样性格局变化分析的最佳尺度。

### 3.2 LDI分级格局时序特征

在确定最佳分析尺度基础上，对1975年以来5个年份的宁夏沿黄绿洲区景观多样性进行分析。从图4可见，1975年和1987年研究区LDI高值区优势明显，2000年和2010年低值区优势明显，2020年高低值优势趋向均衡，但与1975年和1987年相比高值区明显持续偏小，而低值区明显偏大。从变化的数量化特点来看(图5)，LDI高值区CA在1975年和1987年明显处于高位，分别为5562 km² 和4905 km²(图5a)，而同期对应的RSI处于低位，分别为0.18%和0.22%(图5c)。从2000年开始变化特点明显相异，LDI高值区CA在2000年和2010年明显处于低位，分别为2403 km²和2565 km²(图5a)，而同期对应的RSI则相反，处于高位，分别为4.71%和4.24%(图5c)。到2020年，LDI高值区的CA略有增加，为3843 km²，而RSI略有减小，为0.82%。

从LDI低值区的CA变化来看与高值区明显相反(图5a)，在1975年和1987年明显处于低位，分别为2452 km²和2857 km²(图5a)，而同期对应的RSI处于高位，分别为11.70%和12.70%(图5c)。与高值区相反，从2000年开始LDI低值区CA增加，在2000年和2010年分别达到6349 km²和6250 km²(图5a)，而同期对应的RSI落入低位，分别为0.52%和0.57%(图5c)。到2020年，LDI低值区CA减少到4576 km²，而对应RSI则略又增加至1.08%。

与LDI高、低值区格局指数(CA和RSI)时序变化相比，较高值区和较低值区变化明显不同(图5b、




注：三角形表示LDI变化转折点。

图3 1975—2020年LDI变化趋势与尺度依赖特征

Fig. 3 Change trends and scale dependent characteristics of LDI from 1975 to 2020

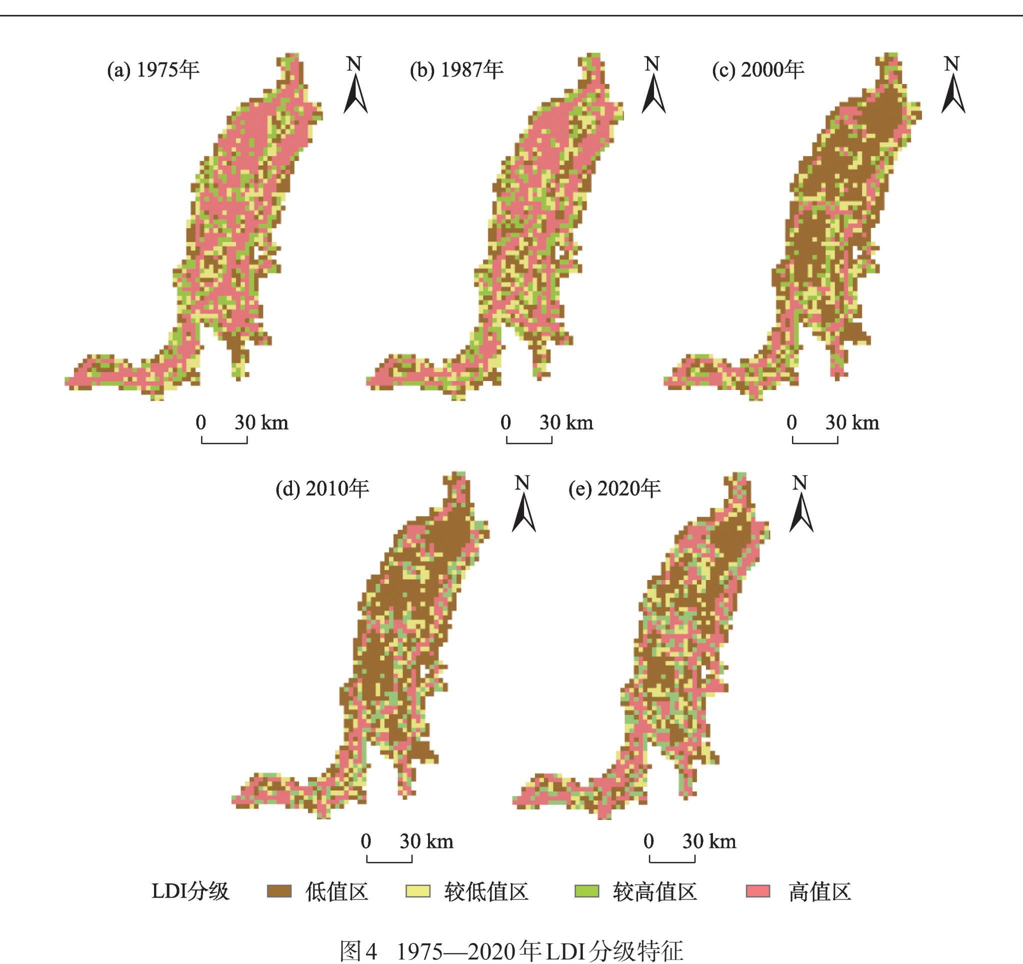
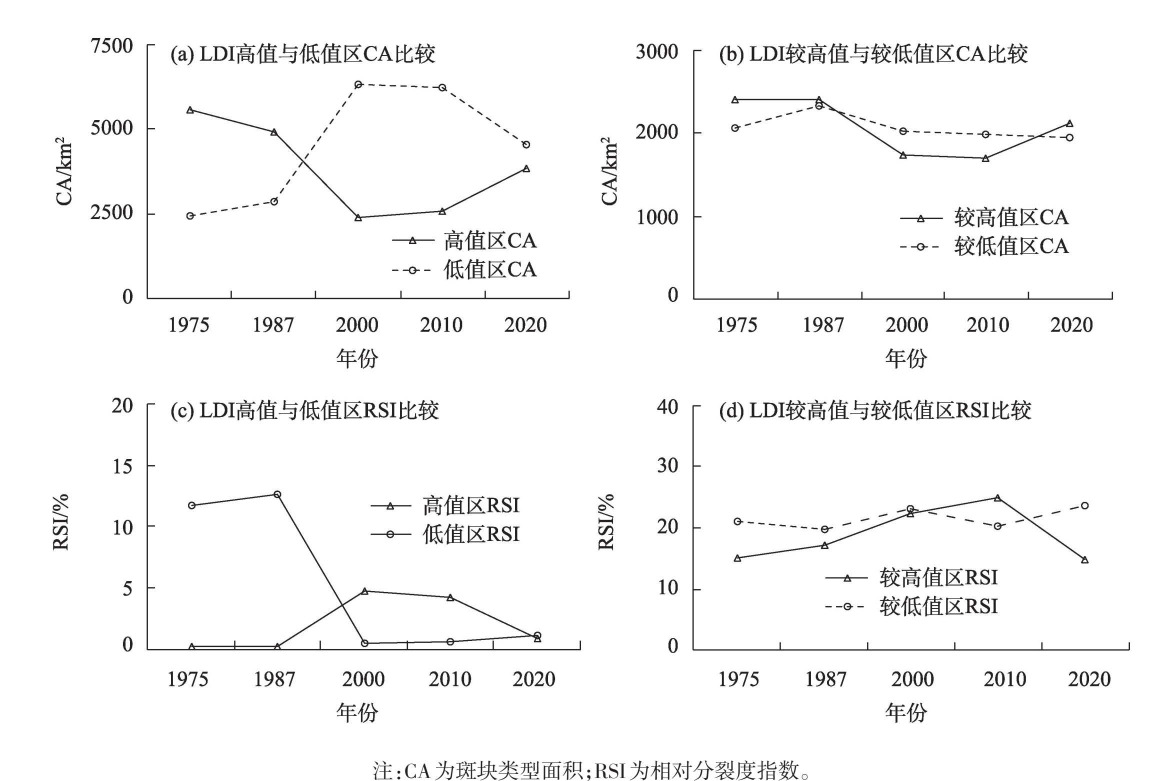



图4 1975—2020年LDI分级特征

Fig. 4 Classification characteristics of LDI from 1975 to 2020




注：CA为斑块类型面积；RSI为相对分裂度指数。

图5 1975—2020年景观格局指数分级时序特征

Fig. 5 Temporal characteristics of landscape pattern index classification from 1975 to 2020

d)，其中较高值区CA在1975年和1987年相对较高同为2421 km²(图5b)，同期的RSI分别为15.24%和17.32%。2000年和2010年较高值区CA处在低谷，分别为1741 km²和1705 km²，到2020年时较高值区CA又增加到2128 km²(图5b)；而同期对应的RSI也呈相反规律，在2000年和2010年相对较高，分别为22.53%和25.10%，到2020年RSI略又减小至14.86%(图5d)。较低值区CA在1975年和1987年也处在相对较高位，分别为2074 km²和2335 km²(图5b)，同期的RSI分别为21.12%和19.79%。2000—2020年较低值区CA呈平缓下降，分别为2025 km²、1989 km²和1962 km²；而同时期的RSI变化相对复杂，分别为23.08%、20.25%和23.66%。

### 3.3 景观多样性分级格局与空间转换

研究区LDI时序变化分析表明，2000年是景观多样性变化转折年(图2)，为了减少赘述，以下仅选取1975—2000年和2000—2020年2个时段进行分析。

结果表明，在1975—2000年LDI以退化为主；2000—2020年以稳定占优(图6)。从变化细节来看(表2)，在1975—2000年，退化区面积最大为6840 km²，占比54.3%；稳定区面积居中为4419 km²，占比35.1%；好转区最小为1332 km²，占总面积10.6%。2000—2020年，稳定区面积最大为7848 km²，占比62.5%；好转区面积居中3915 km²，占比31.2%；退化区最小为792 km²，占总面积6.3%。从不同时期3种变化分区的流向特点来看(图7)，1975—2000年好转区有796 km²(60.5%)转换为后一阶段的稳定区；稳定区有3533 km²(80.1%)维持性质不变；退化区有3519 km²(51.5%)和3036 km²(44.4%)分别流向稳定区和好转区。其他类型间转化比例不高，最多不超过553 km²(稳定区流向好转区，占比12.5%)。

从分级后组成的景观特点来看(表2)，在1975—2000年退化区分布面积最大，其格局特点以斑块数量少(22个)、RSI小(0.18%)和LPI高(46.5%)为标志。这一特点同样表现在2000—2020

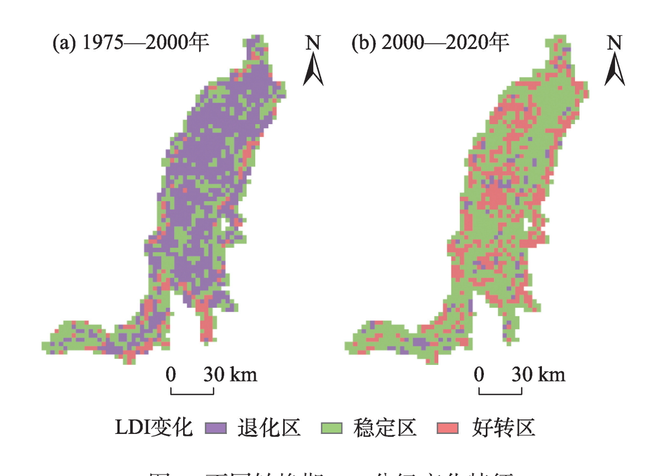



图6　不同转换期LDI分级变化特征

Fig. 6　Hierarchical change characteristics of LDI in different transformation periods

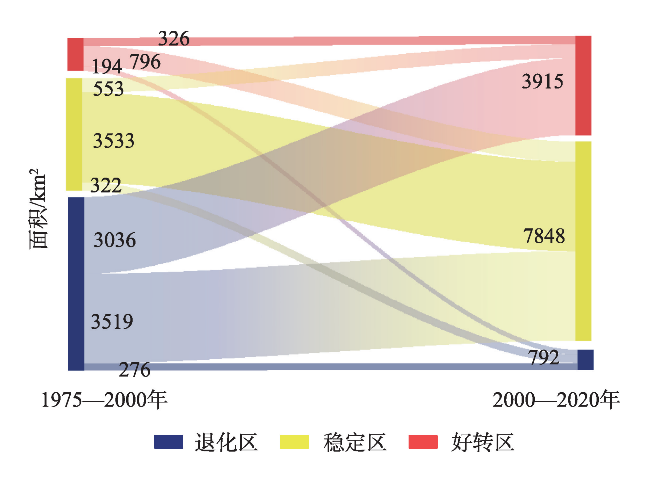



图7　不同转换期景观多样性分级转换流向

Fig. 7　Transformation direction of different landscape diversity levels in different transformation periods

**表2　景观多样性分级格局变化**

**Tab. 2　Change of landscape diversity classification pattern**

| 变化周期 | 类型 | 面积/km² | 斑块数量 | 最大斑块指数(LPI)/% | 相对分裂度指数(RSI)/% |
|---|---|---|---|---|---|
| 1975—2000年 | 退化区 | 6840 | 22 | 46.5 | 0.18 |
| | 稳定区 | 4419 | 66 | 4.4 | 3.52 |
| | 好转区 | 1332 | 44 | 2.2 | 8.60 |
| 2000—2020年 | 退化区 | 792 | 45 | 0.6 | 35.48 |
| | 稳定区 | 7848 | 11 | 61.3 | 0.12 |
| | 好转区 | 3915 | 48 | 6.5 | 2.66 |

年分布面积最大的稳定区，斑块数量仅为11个、RSI为0.12%、LPI高达61.3%。而分别处在前后2个时期分布面积最小的好转区和退化区，分别具有最小的LPI（2.2%和0.6%）和最大的RSI（8.6%和35.48%）。

## 4 讨论

基于宁夏沿黄绿洲土地利用数据（30 m分辨率）的景观多样性时序变化分析表明，在1975—2020年期间LDI变化具有阶段性，在1975—2000年呈下降趋势LDI减少了0.386，在2000—2020年呈增加趋势LDI增加了0.132。这一过程主要受到了农田面积扩张、城镇化过程加剧以及生态环境建设（植树造林与子植被恢复治理）等因素的影响。这种现象在中国干旱半干旱地区人工绿洲研究中都可得到证实[13,19]。同时，从基础数据的关键指标农田、林地和人工地表面积变化也可得到辅证[27]，在1975年到2020年农田由4597.6 $km^2$增加到6342.5 $km^2$，林地由335.2 $km^2$增加到585.3 $km^2$，人工地表由505.8 $km^2$增加到1177.0 $km^2$。需要指出的是研究区农田面积在2000年达到最大为6700.7 $km^2$，而同期LDI处在研究期最低，说明绿洲农田扩展是导致景观多样性变化的最主要因素之一，也表明在区域景观多样性分析中时间尺度上的转折点判定对分时段研究具有重要参考价值。

基于1975—2020年5个年份尺度效应分析指出，在干旱半干旱地区发育于河流沿岸的人工绿洲，在景观类型分类保持在8类的条件下，当分析单元（矩形）为3000 m×3000 m时LDI变化趋于平缓，对图3各年份LDI尺度依赖特征平均水平进一步分析表明，在尺度分别增加1.5倍（4500 m×4500 m）和2倍（6000 m×6000 m）时，LDI仅分别增加了0.069和0.092；在尺度减小0.5倍（1500 m×1500 m）时，LDI减少了0.123。因此可以推断，在干旱半干旱沿河绿洲区进行景观分析中最适合分析单元阈值在3000 m。此外，需要指出的是宁夏沿黄绿洲面积为10831.3 $km^2$，考虑到尺度效应不仅受分析单元的影响，而且还受研究区基础数据分辨率和范围大小的影响[14-18]。所以，在其他干旱半干旱区人工绿洲进行景观规划设计和研究时可依据数据特点和绿洲规模大小，选择3000 m×3000 m左右若干梯度做简约分析即可获得适宜分析尺度。

近10 a来随着中高分辨率数据（2.5 m×2.5 m~30 m×30 m）土地利用与覆盖数据普遍使用，由此带来的景观多格局复杂性成为判断研究结果的主要干扰因素[28]。如何合理分级归类成为简化景观多样性图形表达的主要途径，也是等级理论认知的体现[29]。从采用均值标准差法分类结果的研究可以看出宁夏沿黄绿洲区LDI变化具有以下几个主要特点。首先，从不同时期各级别CA和RSI关系来看，在高值区两者之间关联系数为−0.927（$P$=0.023），在较高值区两者关联系数为−0.696（$P$=0.192），在较低值区两者关联系数为−0.886（$P$=0.045），在低值区关联系数为−0.931（$P$=0.021）。说明宁夏绿洲不同LDI级别CA越大，其RSI越小，这种现象在景观多样性分级格局变化分析中同样存在（表2）。其次，从LDI空间格局转换阶段性特点来看，1975—2000年稳定区面积是2000—2020年的56.3%，说明研究区在1975—2000年景观多样性变化迅速且以退化为主，因为该周期LDI好转区面积仅为退化区的19.3%。同时，2000—2020年好转区面积由前一周期的1322 $km^2$增加到3915 $km^2$并不能说明该周期LDI状况好于1975—2000年，因为这一结果是基于2000年总体LDI在研究时段最低而导致（图2）。上述分析表明，时序变化分析中在数据量不足以进行统计学趋势分析时，采用分级变化仍可实现LDI可视化和数量化表达，这一特点对区域景观规划设计、生态系统健康评价和稳定性分析具有额外支撑作用。

最后需要补充说明的是，在采用文中所涉及的SI（Splitting index）指数进行景观表述时，其计算过程要慎重应用fragstats软件，因为其结果出现异常概率时有发生与其定义相悖（1<SI≤景观或某斑块类型的斑块数量）[25]，这种现象在最新研究中仍有出现[30]。

## 5 结论

在区域景观变化研究中，确定分析指标在时空尺度上的变化转折点既是保障研究结果具有借鉴和共享的必要条件，也是区域景观多样性可视化表达与分析的基础。

（1）宁夏沿黄绿洲5个年份重复分析表明，LDI在空间上具有明显尺度依赖特征，转折拐点在3000

m左右，在其他相似地区应用时可针对绿洲规模大小在此尺度左右做简化分析进行判断。

（2）在时间尺度上，1975—2000年LDI呈降低趋势，其变化格局表现为退化区CA最大、好转区最小；2000—2020年LDI呈增加趋势，表现为稳定区CA最大、退化区最小。由于后期初始LDI（2000年）在整体上处在最低，其好转程度没有达到前期（1975年）初始水平。

（3）景观多样性分级面积转换特征以前期好转区向后期稳定区流转（占好转区60.8%）和退化区分别向稳定区、好转区流转（分别占退化区51.5%、44.4%）为主要特征。不同景观多样性变化区格局以景观CA与RSI呈负关联为特征且具有普遍性。

## 参考文献（References）


[1] 罗格平, 周成虎, 陈曦. 干旱区绿洲景观尺度稳定性初步分析[J]. 干旱区地理, 2004, 27(4): 471–476. [Luo Geping, Zhou Chenghu, Chen Xi. Preliminary analysis on the oasis stability at the landscape level in the arid regions[J]. Arid Land Geography, 2004, 27(4): 471–476. ]

[2] Ahlqvist O, Shortridge A. Spatial and semantic dimensions of landscape heterogeneity[J]. Landscape Ecology, 2010, 25(4): 573–590.

[3] Miao C L, Sun L Y, Yang L. The studies of ecological environmental quality assessment in Anhui Province based on ecological footprint[J]. Ecological Indicators, 2016, 60: 879–883.

[4] 元冰瑜, 高建华, 池源, 等. 1990—2020年江苏省海岸带景观生态状况指数跨尺度时空特征[J]. 应用生态学报, 2022, 33(2): 489–499. [Yuan Bingyu, Gao Jianhua, Chi Yuan, et al. Cross-scale spatiotemporal characteristics of landscape ecological conditions index in coastal zone of Jiangsu Province, China during 1990—2020[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2022, 33(2): 489–499. ]

[5] 杨馗, 信桂新, 蒋好雨, 等. 基于最佳尺度的景观生态风险时空变化研究——以重庆市江津区为例[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(5): 576–586. [Yang Kui, Xin Guixin, Jiang Haoyu, et al. Study on spatiotemporal changes of landscape ecological risk based on the optimal spatial scale: A case study of Jiangjin District, Chongqing City[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2021, 37(5): 576–586. ]

[6] 刘明亮, 唐先明, 刘纪远, 等. 基于1 km格网的空间数据尺度效应研究[J]. 遥感学报, 2001, 5(3): 183–190, 243–244. [Liu Mingliang, Tang Xianming, Liu Jiyuan, et al. Reasearch on scaling effect based on 1 km grid cell data[J]. National Remote Sensing Bulletin, 2001, 5(3): 183–190, 243–244. ]

[7] 张琪, 罗格平, 李龙辉, 等. 基于土地利用/覆被变化表征的现代绿洲演变过程——以天山北坡三工河流域为例[J]. 地理学报, 2016, 71(7): 1157–1171. [Zhang Qi, Luo Geping, Li Longhui, et al. Modern oasis evolution analysis based on land-use and land-cover change: A case study in Sangong River Basin on the northern slope of Tianshan Mountains[J]. Acta Geographica Sinica, 2016, 71(7): 1157–1171. ]

[8] 陈爱莲, 孙然好, 陈利顶. 传统景观格局指数在城市热岛效应评价中的适用性[J]. 应用生态学报, 2012, 23(8): 2077–2086. [Chen Ailian, Sun Ranhao, Chen Liding. Applicability of traditional landscape metrics in evaluating urban heat island effect[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, 23(8): 2077–2086. ]

[9] O'neill R, Hunsaker C, Timmins S P, et al. Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale[J]. Landscape Ecology, 1996, 11(3): 169–180.

[10] 崔闪闪, 刘庆, 王静. 空间粒度变化对县域农村居民点景观指数的影响——以江苏省大丰市为例[J]. 中国农业资源与区划, 2017, 38(3): 20–26. [Cui Shanshan, Liu Qing, Wang Jing. Effects of changing grain size on landscape indices of rural settlement at county scale of Binhai development zone: A case study of Dafeng County in Jiangsu Province[J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2017, 38(3): 20–26. ]

[11] 梁国付, 卢训令, 贾振宇, 等. 林地面积比例梯度下景观组成和构型对生物多样性的影响[J]. 生态学报, 2016, 36(10): 2896–2904. [Liang Guofu, Lu Xunling, Jia Zhenyu, et al. Effects of woodland composition and configuration along a woodland area ratio gradient on biodiversity conservation[J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(10): 2896–2904. ]

[12] 吕金霞, 蒋卫国, 王文杰, 等. 近30年来京津冀地区湿地景观变化及其驱动因素[J]. 生态学报, 2018, 38(12): 4492–4503. [Lü Jinxia, Jiang Weiguo, Wang Wenjie, et al. Wetland landscape pattern change and its driving forces in Beijing-Tianjin-Hebei region in recent 30 years[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(12): 4492–4503.

[13] 祖拜代·木依布拉, 夏建新, 普拉提·莫合塔尔, 等. 克里雅河中游土地利用/覆被与景观格局变化研究[J]. 生态学报, 2019, 39(7): 2322–2330. [Muyibul Zubaida, Xia Jianxin, Muhtar Polat, et al. Land use and landscape pattern changes in the middle reaches of the Keriya River[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(7): 2322–2330. ]

[14] 李莹莹, 尤罗利, 陈永生, 等. 环巢湖地区多水塘景观时空格局演变特征及其驱动因素[J]. 生态学报, 2018, 38(17): 6280–6291. [Li Yingying, You Luoli, Chen Yongsheng. Spatial-temporal characteristics of multi-pond landscape change and their driving factors in the Chaohu Basin, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(17): 6280–6291. ]

[15] 梁佳欣, 李新举. 南四湖湿地景观格局脆弱度的时空分异特征[J]. 应用生态学报, 2018, 29(2): 626–634. [Liang Jiaxin, Li Xinju, et al. Characteristics of temporal-spatial differentiation in landscape pattern vulnerability in Nansihu Lake wetland, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2018, 29(2): 626–634. ]

[16] 杨庚, 张振佳, 曹银贵, 等. 晋北大型露天矿区景观生态风险时

空异质性[J]. 生态学杂志, 2021, 40(1): 187-198. [Yang Geng, Zhang Zhenjia, Cao Yingui, et al. Spatial-temporal heterogeneity of landscape ecological risk of large-scale open-pit mining area in north Shanxi[J]. Chinese Journal of Ecology, 2021, 40(1): 187-198. ]

[17] 毛忠超, 李森, 张志山, 等. 荒漠-过渡带绿洲界定——以石羊河流域为例[J]. 中国沙漠, 2020, 40(2): 177-184. [Mao Zhongchao, Li Sen, Zhang Zhishan, et al. Desert-ecotone-oasis division: Taking the Shiyang River Basin as an example[J]. Journal of Desert Reseach, 2020, 40(2): 177-184. ]

[18] 周梅, 张飞, 王娟, 等. 新疆艾比湖流域景观格局尺度效应[J]. 干旱区研究, 2017, 34(5): 1184-1195. [Zhou Mei, Zhang Fei, Wang Juan, et al. Effect of landscape pattern scale in the Ebinur Lake Watershed, Xinjiang[J]. Arid Zone Reasearch, 2017, 34(5):1184-1195. ]

[19] 张军峰, 孟凡浩, 包安明, 等. 新疆孔雀河流域人工绿洲近40年土地利用/覆被变化[J]. 中国沙漠, 2018, 38(3): 664-672. [Zhang Junfeng, Meng Fanhao, Bao Anming, et al. LUCC analysis of the upstream of the Kongqi River, Xinjiang, China[J]. Journal of Desert Reseach, 2018, 38(3): 664-672. ]

[20] 张秀霞, 颉耀文, 吕利利. 敦煌绿洲近30年的景观变化研究[J]. 干旱区资源与环境, 2018, 32(3): 170-175. [Zhang Xiuxia, Xie Yaowen, Lü Lili. Landscape changes in Dunhuang oasis for recent 30 years[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2018, 32(3): 170-175. ]

[21] 苏芝屯, 吴春燕, 何彤慧, 等. 银川平原草甸湿地土壤养分特征与植物响应[J]. 干旱区研究, 2019, 36(4): 816-823. [Su Zhitun, Wu Chunyan, He Tonghui, et al. Soil nutrient characteristics and plant response in meadow wetland in the Yinchuan Plain[J]. Arid Zone Research, 2019, 36(4): 816-823. ]

[22] 张兴平. 宁夏平原绿洲生态经济系统的问题与调控对策[J]. 干旱区地理, 1995, 18(1): 14-20. [Zhang Xingping. Problems and their countermeasures of the oasis eco-economic system in the Ningxia Plain[J]. Arid Land Geography, 1995, 18(1): 14-20. ]

[23] 中国科学院遥感与数字地球研究所. 2015年全球30米精细地表覆盖产品[R]. 北京: 中国科学院遥感与数字地球研究所, 2019. [Institute of Remote Sensing and Digital Earth, Chinese Academy of Sciences. 2015 Global 30 m fine surface covering products[R]. Beijing: Institute of Remote Sensing and Digital Earth, Chinese Academy of Sciences, 2019. ]

[24] 张肖. 全球30米地表覆盖定量遥感分类与制图研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2020. [Zhang Xiao. Global land-cover classification and mapping at 30 m using quantitative remote sensing technique[D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2020. ]

[25] McGarigal K, Cushman S, Ene E. Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps[M]. Amherst: University of Massachusetts, 2012.

[26] Levy H. The rationale of the mean-standard deviation analysis: Comment[J]. The American Economic Review, 1974, 64(3): 434-441.

[27] 李小妹, 严平, 刘保莉. 基于流域尺度的中国北方沙地空间分布特征[J]. 干旱区资源与环境, 2021, 35(4): 104-111. [Li Xiaomei, Yan Ping, Liu Baoli. Spatial distribution characteristics of sandy land in northern China based on watershed scale landscape pattern characteristics of aeolian-fluvial interactions at the scale of watersheds in northern China[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2021, 35(4): 104-111. ]

[28] 王一山, 张飞, 陈瑞, 等. 乌鲁木齐市土地生态安全综合评价[J]. 干旱区地理, 2021, 44(2): 427-440. [Wang Yishan, Zhang Fei, Chen Rui, et al. Comprehensive ecological security assessment: A case study of Urumqi City[J]. Arid Land Geography, 2021, 44(2): 427-440. ]

[29] 乔斌, 祝存兄, 曹晓云, 等. 格网尺度下青海玛多县土地利用及生态系统服务价值空间自相关分析[J]. 应用生态学报, 2020, 31(5): 1660-1672. [Qiao Bin, Zhu Cunxiong, Cao Xiaoyun, et al. Spatial autocorrelation analysis of land use and ecosystem service value in Maduo County, Qinghai Province, China at the grid scale [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2020, 31(5): 1660-1672. ]

[30] 许凤娇, 吕晓. 基于土地利用变化的江苏沿海地区生态风险格局[J]. 生态学报, 2018, 38(20): 7312-7325. [Xu Fengjiao, Lü Xiao. Ecological risk pattern based on land use changes in Jiangsu coastal areas[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(20): 7312-7325. ]

# Spatiotemporal variations and scale dependence of landscape diversity in oasis along the Yellow River in Ningxia

DONG Chunyuan[1], HUANG Haitao[2], QIAO Rongrong[1], LUO Lihui[3], CHANG Xueli[1]

(1. School of Resources and Environmental Engineering, Ludong University, Yantai 264025, Shandong, China; 2. Yantai NO. 5 Middle School, Yantai 264025, Shandong, China; 3. Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, Gansu, China)

**Abstract:** The landscape diversity index (LDI) is not only an important indicator in landscape ecology research but also an important component in biodiversity conservation. Based on the land use/cover raster data (30-m resolution), the spatiotemporal variation and scale-dependence characteristics of the LDI of an oasis along the Yellow River in Ningxia, China, have been studied using Neighborhood and Focal tools in ArcMap from 1975 to 2000. The results are as follows: (1) The LDI, which is measured by a square with a side length from 90 m to 6000 m, had obvious spatial scale-dependent characteristics based on five times repeat, and its turning point was 3000 m. (2) The change trend of the LDI had been cyclical in the past decades, with a turning point of 2000. During the study period, the LDI exhibited a decreasing trend from 1975 to 2000, and the analysis of LDI zoning indicated that the main characteristics were as follows: the class area (CA) of the degraded area was the largest, and the CA of the improved area was the smallest, which were 6840 $km^2$ and 1332 $km^2$, respectively. In contrast, there was an increasing trend for the LDI from 2000 to 2020, mainly characterized by the maximum CA in the impervious area and the minimum CA in the degraded area, which were 7848 $km^2$ and 792 $km^2$, respectively. Because the initial LDI in 2000 was the lowest in the entire period, its improvement status in the later period did not reach that of the early period. (3) The conversions of the LDI-grading area were mainly characterized by the transfer from the early improved area to the late impervious area (796 $km^2$, 60.5% of the improved area) and the transfer from the degraded area to the impervious area (3519 $km^2$, 51.5% of the degraded area) and the improved area (3036 $km^2$, 44.4% of the degraded area), respectively. (4) The change in the landscape diversity pattern was characterized by a negative correlation between CA and relative splitting index, and this relationship mechanism was universal in different periods and change types. Thus, it is to best understand the landscape diversity change with credible spatiotemporal scales in a regional landscape study. It is necessary to ensure that the research results are not only used for reference and sharing but also used to visualize and analyze regional landscape diversity.

**Key words:** landscape diversity index; landscape pattern; scale effect; an oasis along the Yellow River in Ningxia